

STUDY ON CONTAMINATION STATUS AND EXPOSURE RISK OF BROMINATED FLAME RETARDANTS (PBDE, DBDPE) IN SETTLED DUST SAMPLES COLLECTED FROM SOME AREAS IN NORTHERN VIETNAM

Hoang Quoc Anh^{1*}, Nguyen Thi Thu Thuy², Trinh Hai Minh¹, Pham Dang Minh¹,
 Nguyen Le Hong Minh¹, Chu Thi Hue¹, Dang Minh Huong Giang¹

¹University of Science - Vietnam National University, Hanoi, ²TNU - University of Science

ARTICLE INFO	ABSTRACT
Received: 05/01/2023	Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and decabromodiphenyl ethane (DBDPE) are typical brominated flame retardants (BFRs). Information about the occurrence of these substances in Vietnamese environment is still limited. In this study, concentrations of PBDEs and DBDPE were determined in dust samples collected from some areas in northern Vietnam by using gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) method. Levels of PBDEs and DBDPE ranged from 20.5 to 464 (median 126) ng/g and from 1.85 to 216 (median 26.3) ng/g, respectively. Levels of PBDEs decreased in the order: end-of-life vehicle (ELV) processing workshops (median 345; range 252–464 ng/g) > urban houses (111; 72.1–130 ng/g) > rural houses (61.6; 20.5–150 ng/g). Meanwhile, levels of DBDPE decreased in the order: urban houses (54.2; 19.5–147 ng/g) > rural houses (26.3; 11.0–217 ng/g) > ELV workshops (7.18; 1.85–28.4 ng/g). Daily intake doses of BDE-47, BDE-99, BDE-153, BDE-209, and DBDPE were markedly lower than respective reference doses, suggesting acceptable levels of risk.
Revised: 08/02/2023	
Published: 09/02/2023	
KEYWORDS	
BFRs	
PBDEs	
DBDPE	
Settled dust	
Vietnam	

NGHIÊN CỨU MỨC ĐỘ Ô NHIỄM VÀ RỦI RO PHƠI NHIỄM CHẤT CHỐNG CHÁY BROM HỮU CƠ (PBDE, DBDPE) TRONG MẪU BỤI LẮNG TẠI MỘT SỐ KHU VỰC Ở MIỀN BẮC VIỆT NAM

Hoàng Quốc Anh^{1*}, Nguyễn Thị Thu Thúy², Trịnh Hải Minh¹, Phạm Đăng Minh¹,
 Nguyễn Lê Hồng Minh¹, Chu Thị Huệ¹, Đặng Minh Hương Giang¹

¹Trường Đại học Khoa học Tự nhiên - ĐHQG Hà Nội, ²Trường Đại học Khoa học – ĐHTT Thái Nguyên

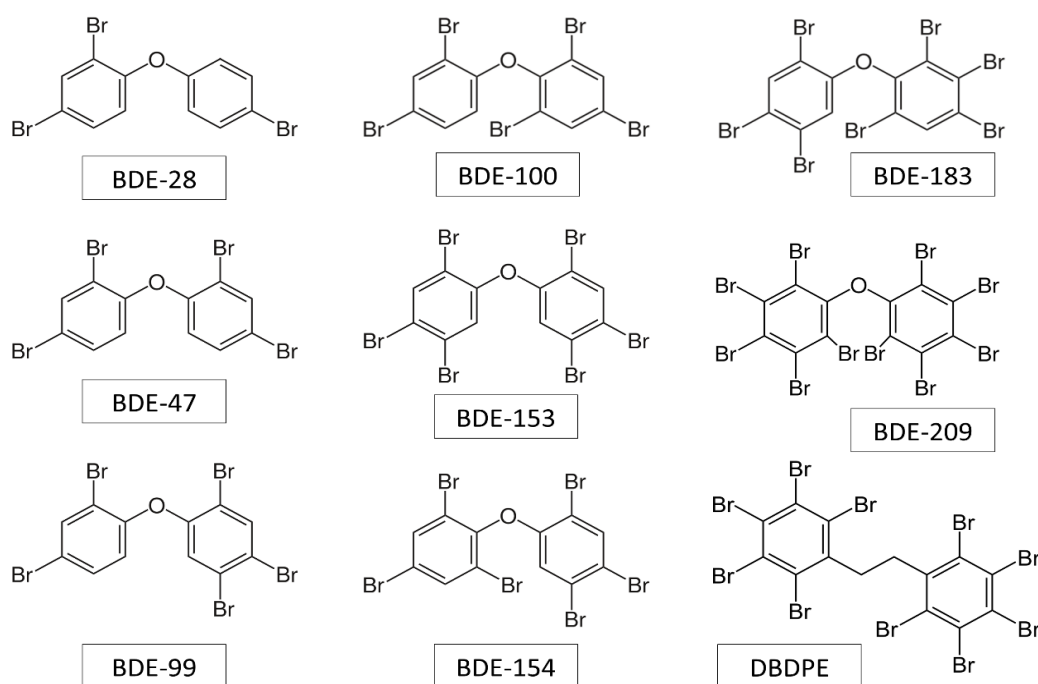
THÔNG TIN BÀI BÁO	TÓM TẮT
Ngày nhận bài: 05/01/2023	Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) và decabromodiphenyl ethane (DBDPE) là các chất chống cháy brom hữu cơ (BFRs) điển hình. Thông tin về sự tồn tại của hai nhóm chất này trong môi trường tại Việt Nam còn khá hạn chế. Trong nghiên cứu này, hàm lượng của PBDEs và DBDPE được xác định trong các mẫu bụi thu thập từ một số khu vực ở miền Bắc Việt Nam bằng phương pháp sắc ký khí/khối phổ (GC/MS). Hàm lượng PBDEs và DBDPE dao động từ 20,5 đến 464 (trung vị 126) ng/g và từ 1,85 đến 216 (trung vị 26,3) ng/g, tương ứng. Hàm lượng PBDEs trong bụi giảm theo thứ tự: xưởng tháo dỡ phương tiện giao thông (ELV) (345; 252–464 ng/g) > nhà ở đô thị (111; 72,1–130 ng/g) > nhà ở nông thôn (61,6; 20,5–150 ng/g). Hàm lượng DBDPE giảm theo thứ tự: nhà ở đô thị (54,2; 19,5–147 ng/g) > nhà ở nông thôn (26,3; 11,0–217 ng/g) > xưởng tháo dỡ ELV (7,18; 1,85–28,4 ng/g). Liều lượng hấp thụ hàng ngày của BDE-47, BDE-99, BDE-153, BDE-209 và DBDPE thấp hơn đáng kể so với các liều lượng tham chiếu, cho thấy rủi ro ở mức chấp nhận được.
Ngày hoàn thiện: 08/02/2023	
Ngày đăng: 09/02/2023	
TỪ KHÓA	
BFRs	
PBDEs	
DBDPE	
Bụi lắng	
Việt Nam	

DOI: <https://doi.org/10.34238/tnu-jst.7202>

* Corresponding author. Email: hoangquocanh1990@gmail.com

1. Giới thiệu

Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) và decabromodiphenyl ether (DBDPE) là nhóm các hợp chất chống cháy hữu cơ chứa brom (BFRs) được sản xuất và sử dụng rộng rãi trong các lĩnh vực như công nghiệp điện và điện tử, vật liệu xây dựng, giao thông vận tải, vật liệu dệt, đồ gia dụng [1], [2]. Do PBDEs và DBDPE chỉ được phối trộn với vật liệu nền mà không thông qua liên kết hóa học, chúng có thể phát tán từ các sản phẩm công nghiệp và tiêu dùng ra môi trường xung quanh [1]. Hoạt động sản xuất, sử dụng và xử lý chất thải có liên quan đến PBDEs và DBDPE là những nguồn gây ô nhiễm không khí, bụi, đất, nước, trầm tích và sinh vật. Mặc dù DBDPE được cho là khó phát tán khỏi vật liệu nền và giảm được nguy cơ hình thành các chất dioxin và furan so với PBDEs, cả hai nhóm chất này đều có khả năng gây ra những ảnh hưởng tiêu cực đến sức khỏe con người và động vật [1], [2]. Nghiên cứu sự ô nhiễm môi trường cùng với tác động độc hại của cả các chất BFRs cũ (như PBDEs) và mới (như DBDPE) là một trong những xu hướng của hóa học phân tích và môi trường.



Hình 1. Công thức cấu tạo của DBDPE và một số chất PBDEs tiêu biểu

Các PBDEs bao gồm khung phân tử diphenyl ether được brom hóa để có thể tạo thành 209 hợp chất khác nhau với số lượng nguyên tử brom từ 1 đến 10. Công thức phân tử tổng quát của PBDEs là $C_{12}OBr_{x+y}H_{10-x-y}$ với $x+y = 1-10$. Công thức cấu tạo của một số PBDEs được trình bày trong Hình 1. Trong công nghiệp, PBDEs được sản xuất dưới 3 dạng hỗn hợp thương mại chính là pentabromodiphenyl ether (penta-BDE), octabromodiphenyl ether (octa-BDE) và decabromodiphenyl ether (deca-BDE) [1]. Theo số liệu thống kê nhu cầu thị trường PBDEs toàn cầu năm 2001, hỗn hợp deca-BDE chiếm 83,3%, hỗn hợp penta-BDE chiếm 11,1% và hỗn hợp octa-BDE là 5,6% [3]. Hỗn hợp penta-BDE thương mại có thành phần chính là penta-BDE (50–62%), tetra-BDE (24–38%) với 1 lượng nhỏ hexa-BDE (4–8%) và tri-BDE (0–1%) [3]. Hỗn hợp penta-BDE chủ yếu được sử dụng trong tạo bột xốp (ví dụ: đệm ghế, đồ nội thất, đồ gia dụng khác,...), cũng như làm vật liệu cách nhiệt và bo mạch in của thiết bị điện tử [3]. Hỗn hợp octa-BDE thương mại bao gồm hepta-BDE (43–44%), octa-BDE (31–35%), hexa-BDE (10–12%), nona-BDE (9–11%), deca-BDE (0–1%) [3]. Octa-BDE thương mại được sử dụng trong nhiều loại nhựa nhiệt dẻo điển hình là nhựa acrylonitrile–butadien–styren (ABS) [3]. Hỗn hợp deca-

BDE thương mại có thành phần chủ yếu là deca-BDE (97–98%) và một lượng nhỏ nona-BDE (0,3–3%), sử dụng trong ngành công nghiệp sản xuất chất dẻo và vật liệu dệt [3].

DBDPE là một chất chống cháy brom dạng phụ gia được sản xuất với tên thương mại Saytex® 8010 (Albemarle Corporation, USA) và Firemaster® 2100R (Lanxess, Đức), cùng với các sản phẩm thương mại khác được sản xuất tại Trung Quốc [2]. DBDPE có các ứng dụng tương tự như deca-BDE được sử dụng trong ngành công nghiệp sản xuất chất dẻo (polystyrene) và vật liệu dệt. DBDPE có công thức phân tử $C_{14}H_4Br_{10}$ và có công thức cấu tạo trình bày trong Hình 1. Công thức cấu tạo của DBDPE có hai nhóm pentabromophenyl ($-C_6Br_5$) liên kết với nhau qua gốc ($-CH_2-CH_2-$) thay vì gốc ether ($-O-$) như trong phân tử BDE-209. So với PBDEs, DBDPE có độ bền nhiệt cao, khả năng gây ô nhiễm ra môi trường xung quanh thấp hơn (khó tách khỏi vật liệu polymer nền) và hạn chế sự hình thành không chủ định các hợp chất dioxin và furan trong các quá trình nhiệt độ cao [2]. Với cấu trúc tương tự như BDE-209, DBDPE có áp suất hơi thấp, độ tan trong nước thấp và hệ số phân bố giữa octanol và nước (K_{OW}) cao [2].

Hàm lượng PBDEs và DBDPE đã được xác định trong các mẫu bụi lắng tại khu vực tái chế rác thải điện tử và nhà ở trong khu vực đô thị và ngoại ô Hà Nội [4]. Tại thời điểm lấy mẫu năm 2008, hàm lượng DBDPE (15–1600 ng/g) nhỏ hơn đáng kể so với PBDEs (38–12000 ng/g) [4]. Trong các mẫu bụi trên mặt đường lấy tại các khu vực đô thị, công nghiệp và nông thôn ở miền Bắc Việt Nam năm 2016, hàm lượng DBDPE (<0,050–73 ng/g) đã tương đương hoặc thậm chí cao hơn hàm lượng PBDEs trong một số mẫu (0,91–56 ng/g) [5]. Tại Việt Nam, các nghiên cứu cập nhật về sự ô nhiễm đồng thời của các chất BFRs mới và cũ còn tương đối hạn chế [6], [7]. Mặc dù các chất BFRs cũng được ứng dụng rất phổ biến trong lĩnh vực giao thông vận tải, các nghiên cứu về sự phát thải BFRs trong các hoạt động xử lý chất thải liên quan đến lĩnh vực này ở nước ta còn chưa được thực hiện đầy đủ [8]. Trong nghiên cứu này, hàm lượng của 8 chất PBDEs (BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209) và DBDPE được xác định đồng thời trong các mẫu bụi lắng lấy tại một số khu vực ở miền Bắc Việt Nam. Kết quả phân tích sẽ cung cấp những thông tin về mức độ ô nhiễm, đặc trưng tích lũy, nguồn phát thải và rủi ro phơi nhiễm liên quan đến các chất BFRs này trong bụi tại các khu vực nghiên cứu.

2. Phương pháp nghiên cứu

Bảng 1. Tọa độ của các vị trí lấy mẫu bụi trong nghiên cứu này

Khu vực	Mẫu	Tọa độ
Nhà ở khu vực đô thị (Hà Nội)	UH-1	21°04'03" B; 105°49'50" Đ
	UH-2	21°02'50" B; 105°52'21" Đ
	UH-3	21°00'18" B; 105°51'04" Đ
	UH-4	21°00'37" B; 105°49'23" Đ
	UH-5	20°59'43" B; 105°48'23" Đ
Nhà ở khu vực nông thôn (Hà Nam)	RH-1	20°34'27" B; 105°51'03" Đ
	RH-2	20°34'25" B; 105°50'58" Đ
	RH-3	20°34'27" B; 105°50'55" Đ
	RH-4	20°34'26" B; 105°51'00" Đ
	RH-5	20°34'27" B; 105°51'04" Đ
Xưởng tháo dỡ ELV (Bắc Giang)	VW-1	21°08'31" B; 106°02'13" Đ
	VW-2	21°16'54" B; 106°13'53" Đ
	VW-3	21°16'50" B; 106°13'54" Đ
	VW-4	21°16'57" B; 106°13'52" Đ
	VW-5	21°16'56" B; 106°13'51" Đ

Các mẫu bụi được thu thập tại 3 khu vực ở miền Bắc Việt Nam, bao gồm nhà ở lấy tại 3 khu vực ở miền Bắc Việt Nam, bao gồm: (1) bụi trong nhà ở khu vực đô thị tại Hà Nội (kí hiệu mẫu UH-1 đến UH-5), (2) bụi trong nhà ở tại khu vực nông thôn ở Hà Nam (kí hiệu mẫu RH-1 đến RH-5), (3) bụi trong các xưởng tháo dỡ phương tiện giao thông hết hạn sử dụng tại Bắc Giang (kí hiệu mẫu VW-1 đến VW-5). Tọa độ của các vị trí lấy mẫu được trình bày trong Bảng 1. Các vị trí lấy mẫu được lựa chọn đại diện cho các khu vực với mức độ đô thị hóa khác nhau và các hoạt động đặc thù. Tại Hà Nội, một số nhà ở trong các quận nội thành được lựa chọn, chủ yếu bao gồm các hoạt động dân sinh, giao thông, thương mại, dịch vụ. Vị trí lấy mẫu ở khu vực nông thôn tại xã Liên Sơn, huyện Kim Bảng, tỉnh Hà Nam bao gồm các nhà ở chủ yếu bao gồm hoạt động dân sinh và sản xuất nông nghiệp với mức độ đô thị hóa và mật độ dân số thấp hơn đáng kể so với khu vực đô thị Hà Nội. Các vị trí lấy mẫu tại xã Đình Trĩ, thành phố Bắc Giang thuộc khu vực có tốc độ đô thị hóa cao với hoạt động dân sinh, giao thông, nông nghiệp và đặc biệt là hoạt động thu thập, vận chuyển, tháo dỡ, tái chế các bộ phận, vật liệu từ phương tiện giao thông cũ. Các mẫu bụi được quét trên sàn nhà, khung cửa, bề mặt đồ nội thất và trên các thiết bị điện, điện tử, phương tiện giao thông sử dụng chổi quét và xẻng hót bằng các vật liệu không nhựa. Mỗi mẫu bụi là một mẫu gộp đại diện tại một điểm khảo sát, được chuyển vào phoi nhôm (đã được tráng bằng dung môi), gói kín và giữ trong túi polyethylene có khóa zip, sau đó được chuyển về phòng thí nghiệm và bảo quản ở -20°C .

Mẫu bụi được phân tích tại phòng thí nghiệm của Bộ môn Hóa học phân tích, Khoa Hóa học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội và Đại học Ehime, Nhật Bản. Mẫu bụi được rây qua sàng có kích thước lỗ $100\text{ }\mu\text{m}$ để loại bỏ các mảnh dị vật lớn và để đồng nhất mẫu. Khoảng 1 g mẫu bụi được cân và chuyển vào ống chiết mẫu thủy tinh 50 mL cùng với chất đồng hành (FBDE-99, FBDE-183, FBDE-208 và $^{13}\text{C}_{12}$ -BDE-209) và 10 mL acetone. Mẫu được chiết với thiết bị phát siêu âm VCX 130 (Sonic & Materials, Inc., USA) trong 10 min . Ống chiết mẫu được li tâm trong 10 min với tốc độ 3000 rpm , phần dịch chiết được chuyển sang bình cầu 100 mL . Mẫu được tiếp tục chiết với 10 mL acetone/hexane (1:1) theo quy trình tương tự. Các phần dịch chiết được gộp lại, cô quay chân không và chuyển vào 2 mL hexane. Dịch chiết mẫu được trộn với acid sulfuric đặc và sau đó với nước cất. Dịch chiết tiếp tục được làm sạch trên cột sắc ký chứa silica gel hoạt hóa (3 g) và sodium sulfate khan (2 g). BFRs được rửa giải bằng 30 mL hỗn hợp dichloromethane/hexane (1:3). Dịch rửa giải được cô quay chân không và cô dưới dòng khí nitrogen. Sau khi thêm chất nội chuẩn FBDE-168, dung dịch mẫu được cô đặc đến $100\text{ }\mu\text{L}$ trong nonane trước khi phân tích định lượng.

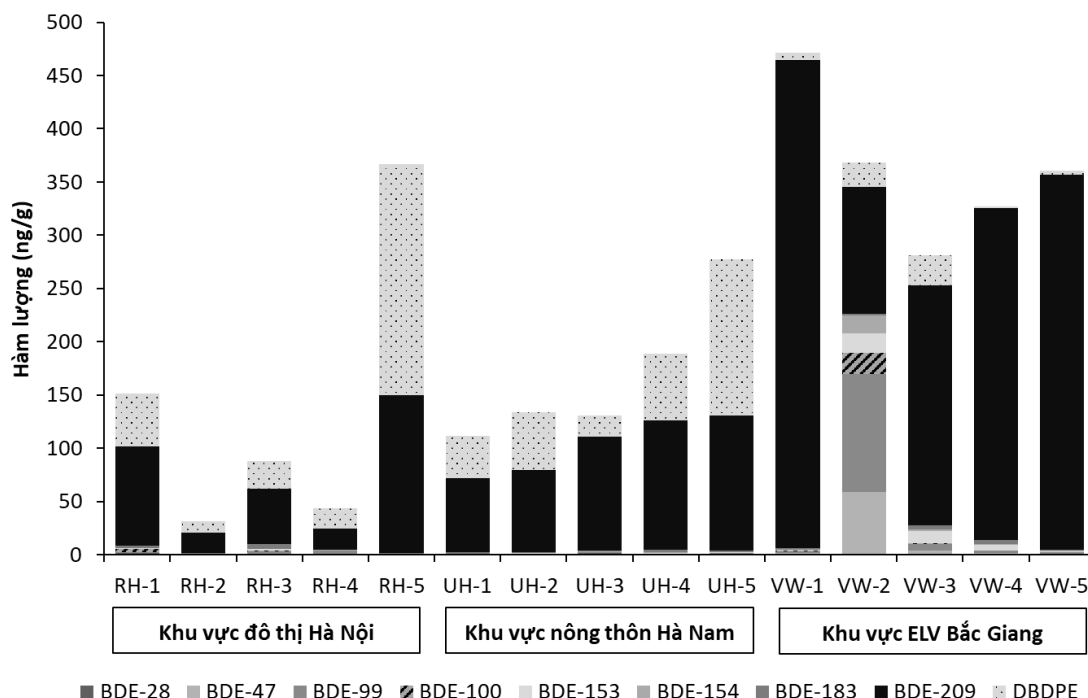
PBDEs và DBDPE được tách và phân tích trên hệ thống sắc ký khí ghép nối khối phổ kế dạng tứ cực (GCMS-QP2010 Ultra; Shimadzu, Nhật Bản) với cột tách DB-5ht ($15\text{ m} \times 0,25\text{ mm} \times 0,10\text{ }\mu\text{m}$; Agilent Technologies) và khí mang helium (1 mL/min). Detector khối phổ được vận hành ở chế độ ion hóa âm (ECNI) và chế độ quan sát chọn lọc ion (SIM). Nhiệt độ cổng bơm mẫu, bộ phận ghép nối GC/MS và nguồn ion lần lượt là 260 , 310 và 250°C . Chương trình nhiệt độ của lò cột được cài đặt như sau: 135°C (giữ 1 min), đến 215°C (10°C/min), đến 275°C (5°C/min), đến 295°C (20°C/min , giữ $0,5\text{ min}$), và tăng đến 310°C (20°C/min , giữ 4 min). Hàm lượng chất phân tích trong mẫu được tính toán bằng phương pháp nội chuẩn. Giới hạn phát hiện của các BFRs nằm trong khoảng từ $0,2$ đến 10 ng/g . Độ thu hồi của chất đồng hành trong các mẫu bụi nằm trong khoảng từ 60% đến 125% .

Liều lượng hấp thụ hàng ngày của BFRs (ID , ng/kg/ngày) qua con đường hấp thụ bụi được ước tính dựa trên công thức: $\text{ID} = \text{C} \times \text{IR} / \text{BW}$ [5]. Trong đó C là hàm lượng BFRs trong bụi (ng/g), IR là tốc độ hấp thụ bụi (được lấy giá trị $0,05\text{ g/ngày}$ cho người lớn làm việc tại khu vực tái chế và $0,02\text{ g/ngày}$ cho người lớn tại khu vực đô thị và nông thôn), BW là trọng lượng cơ thể trung bình (60 kg).

3. Kết quả và bàn luận

3.1. Hàm lượng PBDEs và DBDPE trong mẫu bụi

PBDEs và DBDPE được phát hiện trong tất cả các mẫu bụi của nghiên cứu này, cho thấy sự tồn tại phổ biến của các chất BFRs trong môi trường ở Việt Nam (Hình 2). Hàm lượng tổng PBDEs dao động từ 20,5 đến 464 (trung vị 126) ng/g, nhìn chung cao hơn so với hàm lượng DBDPE (trung vị 26,3; khoảng 1,85–217 ng/g). BDE-209 là chất có hàm lượng cao nhất (119; 19,2–459 ng/g). Hàm lượng của các PBDEs còn lại tương đối thấp, trừ một mẫu bụi tại khu vực tháo dỡ ELV tại Bắc Giang (VW-2) có hàm lượng BDE-47 và BDE-99 lần lượt là 57,5 và 111 ng/g. Mẫu bụi VW-2 này cũng có hàm lượng BDE-100 (19,6 ng/g), BDE-153 (18,7 ng/g) và BDE-154 (16,5 ng/g) cao hơn đáng kể so với các mẫu còn lại. Hàm lượng PBDEs trong bụi giảm theo thứ tự: xưởng tháo dỡ phương tiện giao thông hết hạn sử dụng (ELV) (345; 252–464 ng/g) > nhà ở khu vực đô thị (111; 72,1–130 ng/g) > nhà ở khu vực nông thôn (61,6; 20,5–150 ng/g). Trong khi đó, hàm lượng DBDPE giảm theo thứ tự: nhà ở khu vực đô thị (54,2; 19,5–147 ng/g) > nhà ở khu vực nông thôn (26,3; 11,0–217 ng/g) > xưởng tháo dỡ ELV (7,18; 1,85–28,4 ng/g).

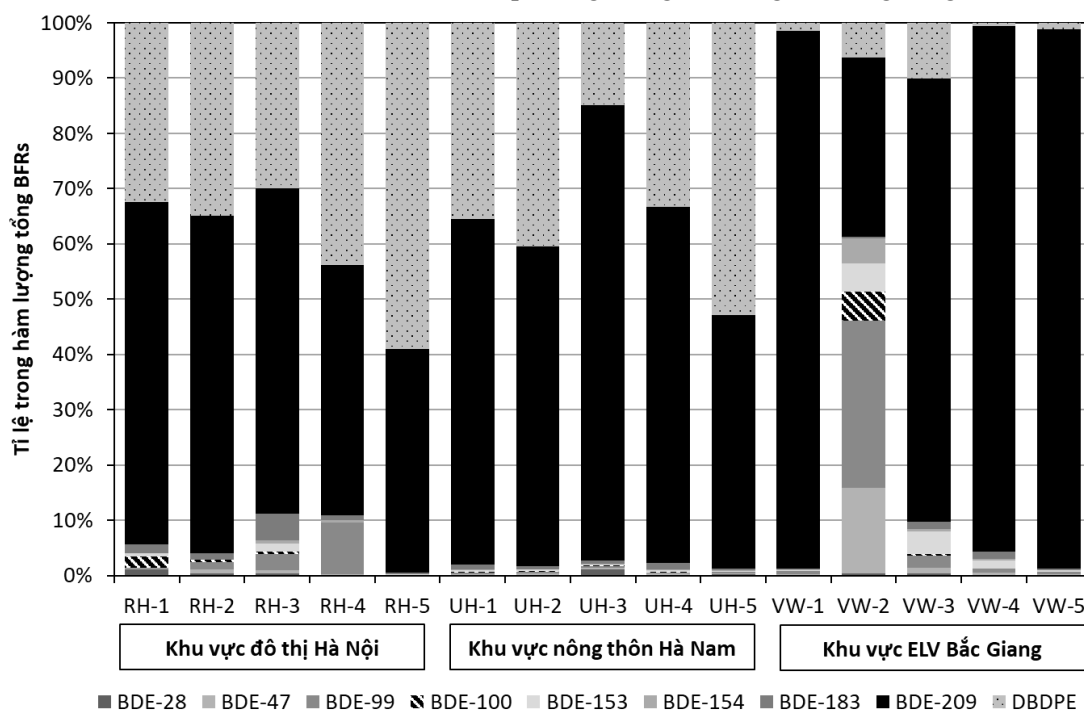


Hình 2. Hàm lượng PBDEs và DBDPE trong các mẫu bụi lấy tại nhà ở trong khu vực đô thị Hà Nội, nhà ở trong khu vực nông thôn Hà Nam và xưởng tháo dỡ phương tiện giao thông Bắc Giang.

Hàm lượng PBDEs đo được trong mẫu bụi ELV của nghiên cứu này (thời điểm lấy mẫu 2019) nhìn chung không có sự khác biệt đáng kể so với hàm lượng PBDEs trong mẫu bụi lấy tại khu vực tương tự năm 2013 (trung vị 280; khoảng 260–11000 ng/g) [8]. Mức hàm lượng PBDEs trong mẫu bụi ELV cũng không có sự khác biệt quá rõ rệt so với các mẫu bụi lấy trong nhà ở. Một số nghiên cứu trước đây đã chỉ ra sự phát thải đáng kể BFRs có liên quan đến hoạt động tái chế rác thải điện tử [4], [7]. Hàm lượng PBDEs trong mẫu bụi nhà ở khu vực đô thị và nông thôn không có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê. Kết quả này cho thấy PBDEs vẫn là chất ô nhiễm phổ biến trong môi trường ở Việt Nam. Trong khi đó, hàm lượng DBDPE cao hơn rõ rệt trong mẫu bụi nhà ở so với mẫu bụi ở khu tái chế. Như vậy, nguồn phát thải DBDPE chủ yếu liên quan đến các ứng dụng trong thiết bị điện, điện tử, đồ gia dụng hiện tại hơn là các loại rác thải cũ liên quan đến phương tiện giao thông.

3.2. Đặc trưng phân bố PBDEs và DBDPE trong mẫu bụi

Tỉ lệ của các PBDEs và DBDPE trong hàm lượng tổng BFRs được trình bày trong Hình 3. BDE-209 là chất chiếm tỉ lệ cao nhất (40% đến 98%, trung bình $66 \pm 21\%$), tiếp theo là DBDPE (1% đến 59%, trung bình $26 \pm 19\%$). BDE-209 và DBDPE chiếm tỉ lệ gần như tuyệt đối của hàm lượng tổng BFRs trong hầu hết các mẫu bụi (39% đến 99%, trung bình 92%). Tỉ lệ DBDPE trong các mẫu bụi ELV ($4 \pm 3\%$) thấp hơn đáng kể so với các mẫu bụi trong nhà ở ($38 \pm 12\%$). BDE-209 là thành phần chính trong các hỗn hợp deca-BDE thương mại, các hỗn hợp này lại được sản xuất và ứng dụng rộng rãi nhất (so với hỗn hợp penta- và octa-BDE) [3]. Tỉ lệ cao của BDE-209 tìm thấy trong các mẫu bụi của nghiên cứu này hoàn toàn phù hợp với các nghiên cứu trước đây tại Việt Nam [4] – [7]. Tỉ lệ cao của DBDPE trong các mẫu bụi trong nhà phản ánh xu hướng thay thế PBDEs bằng các chất BFRs mới. Khi các hỗn hợp PBDEs thương mại bị giới hạn sử dụng (theo chỉ thị RoHS của Liên minh châu Âu) và sau đó bị cấm sản xuất và sử dụng theo Công ước Stockholm về các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy, việc sản xuất và sử dụng các BFRs thay thế, điển hình là DBDPE trở nên cần thiết. Sự có mặt của các hợp chất thay thế như DBDPE tại khu vực tái chế các rác thải cũ từ phương tiện giao thông là không đáng kể.



Hình 3. Tỉ lệ của PBDEs và DBDPE trong các mẫu bụi lấy tại nhà ở trong khu vực đô thị Hà Nội, nhà ở trong khu vực nông thôn Hà Nam và xưởng tháo dỡ phương tiện giao thông Bắc Giang.

Trong số các mẫu bụi ELV, một mẫu được thu thập tại xưởng tháo dỡ và lưu trữ các bộ phận từ phương tiện giao thông (mẫu ký hiệu VW-2) có đặc trưng tích lũy PBDEs đặc biệt. Trong mẫu này BDE-209 chiếm tỉ lệ cao nhất (32%), tiếp theo là BDE-99 (30%), BDE-47 (16%) và DBDPE (6%). BDE-100, BDE-153 và BDE-154 cũng chiếm tỉ lệ đáng kể (so với các mẫu còn lại), lần lượt là 5%, 5% và 4%. Như vậy, các PBDEs có số nguyên tử brom thấp chiếm tỉ lệ lên đến 61% tổng hàm lượng BFRs. Để giải thích đặc trưng tích lũy đặc biệt này, có hai nguyên nhân có thể đưa ra: (1) ứng dụng của các hỗn hợp penta-BDE thương mại trong lĩnh vực giao thông vận tải; (2) quá trình debrom hóa xảy ra khi các vật liệu chứa PBDEs được phơi ngoài ánh sáng hoặc thậm chí bị đốt ngay trong khu vực tháo dỡ.

3.3. Đánh giá mức độ phơi nhiễm PBDEs và DBDPE từ bụi

Bụi là một nguồn phơi nhiễm quan trọng của các hợp chất hữu cơ bao gồm BFRs, đặc biệt là các chất có phân tử khối lớn như BDE-209 và DBDPE. Liều lượng hấp thụ tổng BFRs ở khu vực tái chế ELV (0,23–0,39 ng/kg/ngày) cao hơn so với khu vực đô thị và nông thôn (0,010–0,12 ng/kg/ngày). Đối với từng chất BFR, liều lượng hấp thụ hàng ngày cũng cao hơn ở khu vực tái chế ELV so với khu vực đô thị và nông thôn trong khoảng 10^1 đến 10^2 lần. Kết quả này có thể giải thích bởi 2 nguyên nhân: (1) hàm lượng BFRs trong mẫu bụi tại các xưởng ELV nhìn chung cao hơn so với các mẫu bụi trong nhà ở; (2) công nhân làm việc tại các xưởng ELV có nguy cơ hấp thụ lượng bụi tại môi trường làm việc lớn hơn so với người bình thường. Thêm vào đó, điều kiện bảo hộ lao động tại các xưởng ELV tự phát này còn rất hạn chế với sự thiếu hụt những phương tiện bảo hộ cơ bản nhất như khẩu trang, găng tay, kính. Liều lượng hấp thụ hàng ngày của một số chất như BDE-47, BDE-99, BDE-153, BDE-209 và DBDPE đều thấp hơn nhiều so với các ngưỡng liều lượng phơi nhiễm (tương ứng là 100, 100, 200, 7000 và 333333 ng/kg/ngày). Các nghiên cứu trước đây đã chỉ ra rằng phơi nhiễm BFRs ở người chủ yếu liên quan đến con đường hấp thụ bụi hơn là con đường hít thở không khí hay tiêu thụ thực phẩm, đặc biệt là ở trẻ em [4]–[6]. Tuy nhiên, các đánh giá tổng thể hơn về sự phơi nhiễm và rủi ro sức khỏe liên quan đến BFRs cần được thực hiện bao gồm các nguồn phơi nhiễm khác nhau như đất, không khí, thực phẩm, nước uống và sự tiếp xúc qua da với các thiết bị, sản phẩm tiêu dùng.

4. Kết luận

Nghiên cứu này cung cấp những thông tin khảo sát bước đầu về sự tồn tại đồng thời của 2 nhóm chất BFRs cũ (PBDEs) và mới (DBDPE) trong mẫu bụi lắng thu thập từ các không gian đặc trưng bao gồm nhà ở trong khu vực đô thị và nông thôn, cùng với các xưởng tháo dỡ phương tiện giao thông hết hạn sử dụng. Hàm lượng PBDEs trong các mẫu bụi ELV nhìn chung không cao hơn rõ rệt so với các mẫu bụi trong nhà ở. Tuy nhiên, hoạt động xử lý rác thải của ngành giao thông vận tải cũng có thể được coi là một nguồn phát thải đặc thù của BFRs với sự tích lũy các PBDEs có phân tử khối thấp trong một số vị trí cụ thể. Trong khi đó, DBDPE lại được tìm thấy với hàm lượng cao hơn ở các mẫu bụi trong nhà ở, phản ánh sự phát thải có liên quan đến các sản phẩm tiêu dùng, thiết bị gia dụng mới. BDE-209 và DBDPE là các chất có hàm lượng cao nhất, là kết quả của các ứng dụng rộng rãi của hỗn hợp deca-BDE thương mại và các công thức thay thế trong nhiều loại vật liệu polymer và sợi dệt được sử dụng phổ biến trong lĩnh vực sản xuất thiết bị điện, điện tử, đồ gia dụng và nội thất phương tiện giao thông. Sự có mặt BFRs trong bụi sẽ tiềm ẩn những nguy cơ phơi nhiễm các hợp chất này trên cơ thể người thông qua con đường hấp thụ bụi. Với mức hàm lượng BFRs tương đối thấp, liều lượng hấp thụ BFRs ước tính trong nghiên cứu này thấp hơn đáng kể so với các liều lượng tham chiếu cho một số PBDEs (BDE-49, 99, 153, 209) và DBDPE, chứng tỏ không có các rủi ro sức khỏe đáng kể liên quan đến BFRs trong bụi tại các khu vực được khảo sát.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội trong đề tài mã số TN.22.06.

TÀI LIỆU THAM KHẢO/ REFERENCES

- [1] R. J. Law, A. Covaci, S. Harrad, D. Herzke, M. A. E. Abdallah, K. Fernie, L. M. L. Toms, and H. Takigami, "Levels and trends of PBDEs and HBCDs in the global environment: status at the end of 2012," *Environmental International*, vol. 65, pp. 147-158, 2012.
- [2] A. Covaci, S. Harrad, M. A. E. Abdallah, N. Ali, R. J. Law, D. Herzke, and C. A. de Wit, "Novel brominated flame retardants: a review of their analysis, environmental fate and behavior," *Environmental International*, vol. 37, pp. 532-556, 2011.

-
- [3] M. J. La Guardia, R. C. Hale, and E. Harvey, "Detailed polybrominated diphenyl ether (PBDE) congener composition of the widely used penta-, octa-, and deca-PBDE technical flame-retardant mixtures," *Environmental Science & Technology*, vol. 40, pp. 6247-6254, 2006.
- [4] M. T. Nguyen, S. Takahashi, G. Suzuki, T. Isobe, H. V. Pham, Y. Kobara, N. Seike, G. Zhang, A. Sudaryanto, and S. Tanabe, "Contamination of indoor dust and air by polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants and relevance of non-dietary exposure in Vietnamese informal e-waste recycling sites," *Environmental International*, vol. 51, pp. 160-167, 2013.
- [5] Q. A. Hoang, K. Tomioka, M. T. Nguyen, M. T. Tran, B. M. Tu, and S. Takahashi, "PBDEs and novel brominated flame retardants in road dust from northern Vietnam: levels, congener profiles, emission sources and implications for human exposure," *Chemosphere*, vol. 197, pp. 389-398, 2018.
- [6] A. Q. Hoang, T. M. Tran, M. B. Tu, and S. Takahashi, "Polybrominated diphenyl ethers in indoor and outdoor dust from Southeast Asia: an updated review on contamination status, human exposure, and future perspectives," *Environmental Pollution*, vol. 272, 2021, Art. no. 116012.
- [7] A. Q. Hoang, M. T. Nguyen, B. M. Tu, G. Suzuki, H. Matsukami, H. T. Le, H. V. Pham, T. Kunisue, S. Sakai, and S. Takahashi, "A review on management practices, environmental impacts, and human exposure risks related to electrical and electronic waste in Vietnam: findings from case studies in informal e-waste recycling areas," *Environmental Geochemistry and Health*, 2022, doi: 10.1007/s10653-022-01408-4.
- [8] S. Takahashi, M. T. Nguyen, C. Takayanagi, H. T. Le, G. Suzuki, H. Matsukami, H. V. Pham, T. Kunisue, and S. Tanabe, "PCBs, PBDEs and dioxin-related compounds in floor dust from an informal end-of-life vehicle recycling site in northern Vietnam: contamination levels and implications for human exposure," *Journal of Material Cycles and Waste Management*, vol. 19, pp. 1333-1341, 2017.
- [9] A. Q. Hoang, R. Karyu, M. T. Nguyen, A. Goto, H. T. Le, H. Matsukami, G. Suzuki, S. Takahashi, H. V. Pham, and T. Kunisue, "Comprehensive characterization of halogenated flame retardants and organophosphate esters in settled dust from informal e-waste and end-of-life vehicle processing sites in Vietnam: occurrence, source estimation, and risk assessment," *Environmental Pollution*, vol. 310, 2022, Art. no. 119809.